

(55) 下水処理に関わる汚染の社会的費用の評価

SOCIAL COSTS OF POLLUTION CONCERNED WITH SEWAGE TREATMENT

楠田 哲也*, 森山 克美*

Tetsuya KUSUDA*, Katsumi MORIYAMA*

ABSTRACT; Recently the influence of treated wastewater on environment is not trivial. On the other hand, sewage treatment needs much electric energy generated by fossil fuel combustion, so that greenhouse effect gases are produced. Sewage treatment, therefore, can be considered to give negative impacts on the environment of water bodies and the atmosphere. The objective of this study is to estimate economic costs of pollution by sewage treatment. In this study, an economic cost estimation of pollution by sewage treatment is defined as "social cost." Social costs of water quality deterioration with respect to COD, total-nitrogen, and total-phosphorus as well as a greenhouse effect gas, CO₂, are investigated. The social cost of water quality deterioration is a total of each cost to treat wastewater by the most appropriate method, a single-stage pre-denitrification process with coagulant dose, up to each recommended water quality standard, which is considered to be a favorable water quality at present. The social cost of CO₂ release is that to remove and recover CO₂ by aqueous K₂CO₃ absorption/stripping method. By summing them up, the social cost of pollution to unit volume of treated wastewater is estimated for several sewage treatment systems. By summing social cost and treatment cost, a synthetic cost is obtained. As a result, it is shown that the relationship between social costs and wastewater treatment alternatives can be recognized with ease by use of the estimating method of social cost.

KEYWORDS; Economic costing, sewage works, social cost, wastewater treatment.

1. はじめに

市場経済下において、ある事業の経済計算は、原材料費、人件費、エネルギー費など経済的に内部化できるもののみを基になされている。言い換えると、消費された資源の環境における価値や排出される汚染物質の環境影響分はまったく経済的に考慮されていない。つまり、今日の環境問題の原因の一つは、水、空気、土壌、森林などの自然・天然資源の環境保全に果たす役割や生産要素として保全しなければならない価値を認識しない、あるいは認識する手立てを持たない市場経済社会において、汚染物質を経済的負担なしに環境へ放出したり、森林などの資源を生産財としての価値だけを認めて消費することにある。

経済学における「社会的費用」の概念の導入は、このような現状を解決するための一つの視座と考えられる。環境問題の経済学的解析法の一つとして「社会的費用」という概念を提案した一人であるKappは、「水の汚染の社会的費用」に関して、汚染によって失う価値の把握は困難であるが、この代替として汚染を防止、あるいは減じるために必要な貨幣支出を推定することを提案している。この貨幣支出は、水質汚染の対価の概念を形成し、さらに政策決定のための価値判断の指標になるとしている[植田ら, 1991]。

本論文は、水循環を支える社会基盤施設である下水道システムの評価項目に、この「社会的費用」の概念の導入を試み、その問題点を論じたものである。前報[楠田ら, 1992]では、下水道システムについて化石燃料消費量を指標とした現行システムのエネルギー消費構造の解析を行なった。また、下水道システムをその建設、運転、維持管理に関わる費用の面から評価することを試み、経済状態に応じて実行可能な下水道システ

ムの選択手法を提案した。この評価手法は、いわば直接的な処理費用(管渠および処理施設建設費、維持管理費)を用いたものであり、処理システムの違いによる処理水質のグレードの価値は評価されていない。一方、下水道は、都市環境の改善、公衆衛生の向上、公共用水域の水質保全を目的とするが、次のような環境に負荷を与える側面を持つ。すなわち栄養塩除去を行なわない二次処理では、有機物汚濁は防止されるが、湖沼・海域におけるCODの内部生産を抑制できない。また、未硝化の下水処理水が上水道水源へ放流された場合、浄水プロセスでの塩素注入量の増加とトリハロメタンの生成へとつながり、結果的には浄水処理コストを上昇させる。さらに、下水処理は、必要な電力の約85%を化石燃料から得ているため地球温暖化ガスを発生させることや、上水使用量の増加による水資源の付加的開発など広い意味で環境に負荷を与えている。

公共性の高い社会基盤施設といえども、このような点が環境改善評価の指標として考慮されていないのが現状である。そこで本論文では、以上のような地球環境、地域環境保全をも含めた視点で、水循環を支える社会基盤施設である下水道システムの在り方を検討するにあたり、まず、上述の下水処理に関わる汚染物質の環境への負荷を「社会的費用」という概念で推定するために必要となる基本的事項を検討、考察する。次いでこの結果を基に、下水処理に関わる汚染の社会的費用を「予想的回復費」を基に推計する手法を例示するとともに、「社会的費用」を従来の直接的な処理費用に加えた「総合費用」という視点から下水道施設を評価する。さらに、この予想的回復費の概念を用いた場合の評価法の問題点について検討する。

2. 下水処理に関わる社会的費用の概念

経済学における「社会的費用」の概念は、提唱者により当然ながら異なる。先に挙げたKappと同様な「社会的費用」の推定法を宇沢、華山が自動車交通と地盤沈下による環境破壊について各々検討している [植田ら, 1991]。これらの「社会的費用」の推定法を下水処理に関わる水質汚染に当てはめると、次の三種に分類できる。

- (1) 汚染が原因で公害が発生すると想定して、この時の人命の犠牲、生態系の破壊、環境の質の低下を評価する「予想的被害の推定」の方法。
- (2) 被害を避けるために下水をあらかじめ目標水質レベルまで浄化すると想定し、それに要する経費をもって水質汚染にともなう被害額と仮定する「予想的回復費の推定」の方法。
- (3) 汚染によって被害がなかったものと仮定して想定される地域社会像を描き、その場合に想定される経済効果と現在の経済効果を比較することによって「予想的機会費用」を推定する方法。

(1)の「予想的被害の推定」がKappの言う「汚染によって失う価値の把握」に相当する。(2)の「予想的回復費の推定」が「貨幣支出の推定」に相当する。

「予想的回復費の推定」の方法によると、処理水質、処理費用と社会的費用の関係は図-1のように示される。すなわち、目標水質と実際の放流水質との差が「環境への負荷」となり、これに対応した処理費用をこのときの「社会的費用」とするものである。したがって、社会的費用が0となるような最も望ましい処理プロセスが、処理対象物質の異なる幾つかの単位プロセスのすべてを組合わせたものであると仮定すると、一般には社会的費用と実際の処理費用を合計した総合費用は、選択可能な単位プロセスとそれを組合わせたプロセスにおいて等しい値になり、その中に占める社会的費用と実際の処理費用の割合が異なる。また、どの程度の目標水質を望ましいとするかにより、その目標を達成するのに必要な費用の大きさは変化する。したがって、社会的費用も変化する。そして、ある社会が望ましいと考える環境の質は、社会の発展状況、住民の知識、情報、社会的意識などによって、さらには社会的な勢力関係によっても変化する。つまり、社会的費用の大きさはその社会の環境の質に対する価値の認識、評価に依存するという性質を有する [植田ら, 1991]。

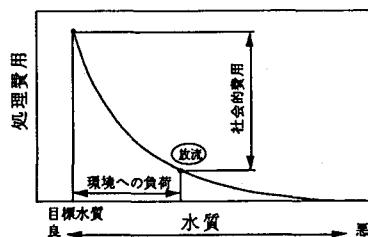


図-1 処理水質と社会的費用

3. 社会的費用の検討項目と目標値設定の考え方

3.1 検討項目の考え方

下水処理に関連して環境に放出される物質は、大きく分けて温暖化ガス等の大気への放出物質、処理水に含まれ水系へ放出される汚染物質、および埋立地等に排出される汚泥あるいは汚泥処理物質となる。環境への影響を地球温暖化の視点に立てば大気への放出物質は二酸化炭素(CO_2)と亜酸化窒素(N_2O)に限定できる。嫌気性消化により発生するメタンは、エネルギーとして利用されるので、最終的には CO_2 として計上される。

他方、処理水に含まれる汚染物質は非常に多岐にわたる。それらの中で、何を項目として採用するかによって社会的費用は異なってくる。この項目の選択は、汚染物質放出先の利水形態や維持しようとする生態系に依存する。わが国を例にとれば、公害対策基本法に基づく水質汚濁に係わる環境基準(「人の健康の保護に関する環境基準」および「生活環境の保全に関する環境基準(：河川、湖沼、海域別の利用目的別)」)や水道水源の水質環境基準、農業(水稻)用水基準および水産用水基準等の各種用水水源基準の中で、利水形態と管理すべき水質項目とその基準値が定められている。これらの水質項目は、生態系を維持する観点からは必ずしも十分ではないが、これらの項目のうち主な発生源が未処理の生活雑排水や下水処理水と考えられるものを下水処理に関わる社会的費用の検討項目に少なくともとすべきであろう。このような視点に立てば、検討項目は、BODまたはCODを代表的指標とする有機物、および窒素・りん等の栄養塩類、大腸菌群数などに絞ることができる。なお、「人の健康の保護に関する環境基準」で定められている重金属類を主とした項目は、下水道普及率約45%の現在でも、水質環境基準の達成率が99.9%以上であることから、生活雑排水やこれを処理した下水処理水由来とは考えられないが、水域の状況によっては、考慮する必要も生じる。

3.2 目標値設定の考え方

水質悪化の社会的費用を推定する場合、先に述べたようにどの程度の水質を望ましいとするかによってその社会的費用は変化する。この目標水質の設定法の一例が浮田ら[1992]によって提案されている。これは、「地域に関係なく、もとのきれいな水質まで浄化する」および「自然浄化能力に応じて、それを利用すべき」というものである。一方、前項の考え方から、「利水形態の保持・改善」(環境創出の視点から、改善は良いが、水質悪化(利水障害)を水質管理上認めないという考え方)、または「生産要素としての価値を有して、かつ、持続可能な水質」という立場からの目標値の決定法が提案できる。この決定法を図-2に示す。二次処理レベルの下水道普及率の上昇は、有機性汚濁の改善につながり、有機性汚濁の点源負荷削減の効果を持つ。一方、これまでし尿処理において流域外へ放出されていた、あるいは除去されていた窒素の多くは、二次処理で除去できないため下水道普及率の上昇に伴い、放流先へ流入することがあり得る。このため普及率があるレベルに達した時点で窒素除去などの高度処理により処理レベルを上げなければ利水形態の保持が困難になることもある。またこの方法では、利水形態を考慮することにより、一般には決定することが困難な「望ましい処理水質」を汚濁負荷解析という作業を通して論理的に決定することが可能となる。下水道だけに捉われず、総合的な水管理という観点からも、汚濁負荷削減量の経済的、合理的な面源・点源負荷および下水道(普及率と処理レベル)への配分の政策判断がなされる。望ましい利水形態とその時に許容される下水道施設からの汚濁負荷から目標水質を決定することは、水域の地域特性、自然浄化能力をおのずと考慮した下水処理目標値の設定を可能にすると考える。

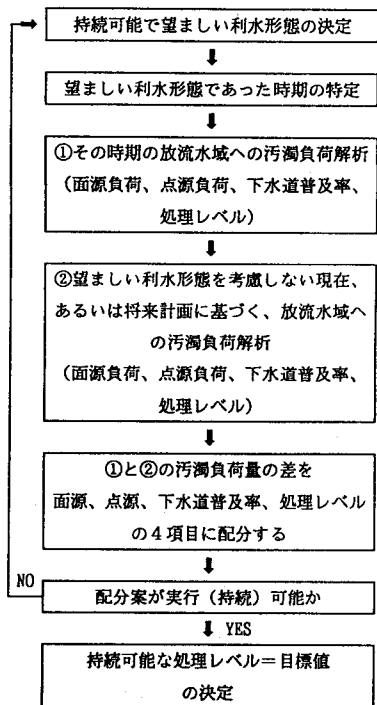


図-2 「利水形態の保持・改善」の立場からの目標値設定法

4. 下水処理に関わる汚染の社会的費用推定の具体例

ここでは、社会的費用推定の具体例を示すにあたり、社会的費用の検討項目として先の検討項目の考え方により、以下の項目を取上げた。

- ・水質悪化の社会的費用：COD、TN(全窒素)、TP(全りん)
- ・温暖化ガス放出の社会的費用：CO₂、N₂O

目標値については、以下のそれぞれの項目の中に示す。

4.1 水質悪化の社会的費用

4.1.1 下水道施設における直接的処理費用

「予想的回復費の推定」の

方法により水質悪化の社会的費用を求めるには、まず実際の処理費用を求めなければならない。以下の検討では下水道システムとして考えられる処理方式の組合

表-1 処理方式別の費用関数[日本下水道協会,1990]

処 理 方 式	建 設 費 (百万円)	維持管理費(百万円/年)
標 準 法	$393 \times (1.25Q)^{0.730} \times 101.9/91.7$	$20.3 \times Q^{0.697} \times 101.9/91.7$
高 度 循 環 法*	$24.0 \times (1.25Q)^{1.00}$	$12.2 \times Q^{0.440}$
凝 集 剤 添 加*	$55.8 \times (1.25Q)^{0.454}$	$5.27 \times Q^{0.690}$
循 環 法 + 凝 集 剤 添 加*	$24.0 \times (1.25Q)^{1.00} + 55.8 \times (1.25Q)^{0.454}$	$12.2 \times Q^{0.440} + 5.27 \times Q^{0.690}$

建設費には管渠建設費を含まない。汚泥処理は「重力濃縮-直接脱水」である。
*建設費、維持管理費は標準法に追加すべき値である。Qは、日平均処理水量(千m³/日)である。

せのうち、図-3に示す標準活性汚泥法(標準法)、循環式硝化脱窒法(循環法)、凝集剤添加活性汚泥法(凝集剤添加)、凝集剤添加循環法(循環法+凝集剤添加)の4方式を対象として、建設費、維持管理費を求めた。算定に用いたそれぞれの費用関数[日本下水道協会,1990]を表-1に示す。表-1に示す高度処理の費用関数は、それぞれ新規に建設し、維持管理するときの費用から標準法の費用分を差し引いて

表-2 処理方式別処理費用と処理水質

処 理 方 式	処理費用 (円/m ³)	COD (mg/l)	TN (mg/l)	TP (mg/l)
無 処 理	0	100	36	5.1
標 準 法	175	16	25	1.7
循 環 法*	40	16	7.5	1.7
凝 集 剤 添 加*	28	16	25	0.5
循 環 法 + 凝 集 剤 添 加*	68	16	7.5	0.5

*処理費用は標準法に追加すべき値である。

表わされている。施設の処理規模を日平均処理水量1,000m³/日として、表-1の費用関数より建設費、維持管理費を算定した。ただし、表-1の費用関数式中の流量Qは、原著では建設費においては日最大処理水量、維持管理費においては日平均処理水量であるが、ここでは両者に対してQとして日平均処理水量を用い、建設費においては25%増しの日最大処理水量を仮定した。建設費はその全額を利率7%で借入れ、返済年数30年として、資本回収係数0.0805を乗じたものを1年間の建設費とし[浮田ら,1992]、それに維持管理費を加えたものを下水処理費用とした。これらを処理水単位体積(1m³)あたりの費用に換算したものを、表-2に示す。また、処理水質値としては、標準的な都市下水をそれぞれの処理法で処理したときに得られる一般的な値を示した。

4.1.2 水質悪化の社会的費用

水質悪化の社会的費用を推定する場合、先に述べたようにどの程度の水質(検討項目とその目標値)を望ましいとするかによって、また選択可能な単位プロセス、あるいはその組合せプロセスの中から何を選択するかによって、実際の処理費用とそのときの社会的費用は変化する。この目標水質の設定法については、すでに述べた。ここでは、社会的費用の推定の方法の検討、例示を目的とするので、利用可能な費用関数が報告されており、現実に実施されつつある高度処理法の中で、先に挙げた水質に関しての社会的費用の検討項目(COD、TN、TP)を最も高度に満足できるプロセス(循環法+凝集剤添加)の処理水質を目標水質とした。すなわち、COD、TN、TPとして、それぞれ16mg/l、7.5mg/l、0.5mg/lを目標水質とした。この目標水質までに要する処理費用と実際の処理に要する処理費用との差が社会的費用となる。

水質と処理費用の関係を求めるにあたって、COD、TN、TPをTOD(理論的酸素要求量)換算し、処理水TODと社会的費用の関係を示す解析法が提案されている[浮田ら,1992]。この場合、選択される処理プロセスと社会的費用との関連が明確に示されないが、以下に展開する各水質毎の処理費用を累積して水質と処理費用の

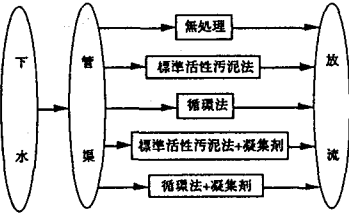


図-3 下水道システム

関係を求める方法では、各水質項目毎の社会的費用の内訳が明示できるので、処理プロセスの選択とそれが社会的費用に及ぼす影響を容易に認識することが可能となる。

以上の事を踏まえた上で、前述の4つの処理方式に、無処理(集水のみ)を加えた5つの方式の社会的費用をそれぞれ推定し、表-2のデータを基にして処理費用と処理水質の関係を示したものが図-4、5、6の実線である。なお、標準法はCOD除去、循環法はCODとTN除去、凝集剤添加はCODとTP除去のみを目的とした処理方式とし、標準法において付加的に除去されるTN、TPの処理費用は0円とした。

図-4、5、6より水質除去原単位当りの処理費用はそれぞれ、2.08(円/m³)/(1CODmg/l)、2.29(円/m³)/(1TNmg/l)、23.3(円/m³)/(1TPmg/l)と求められた。よって、水質悪化の社会的費用は、式(1)で推定される。

$$Y = 2.08 \times (C - 16) + 2.29 \times (N - 7.5) + 23.3 \times (P - 0.5) \cdots (1)$$

C, N, P: それぞれ処理水のCOD, TN, TP濃度(mg/l)

ただし、予想的回復費による社会的費用の推定では、目標水質を満足するプロセスの直接的処理費用を他のプロセスの社会的費用が超過することはないので、無処理においては、式(1)のN、P濃度として表-2の値ではなく、標準法の値を用いることとなる。水質悪化の社会的費用はそれぞれ、標準法:68円/m³、循環法:28円/m³、標準法+凝集剤:40円/m³、循環法+凝集剤添加:0円/m³、無処理(集水のみ):243円/m³と推定される。

4.2 温暖化ガス放出の社会的費用

4.2.1 二酸化炭素放出の社会的費用

下水処理において良質な処理水を得るには、より多くのエネルギーを必要とする。日本ではエネルギーの85%を化石燃料から得ているため、高度な処理ほどより多くのCO₂を発生させることになる。下水処理に関わるCO₂放出の社会的費用を「予想的回復費の推定」の方法で見積るにあたり、目標発生量を0とした。電力消費によって発生したCO₂の除去・回収法としては、水吸収/ストリッピング法、メタノール吸着/ストリッピング法、K₂CO₃水溶液吸収/ストリッピング法、冷却法等が考えられている。回収サイト(コントロールポイント)については、大気、海洋、産業的発生源(例えば、火力発電所)等が考えられている。また、回収されたCO₂の形態は、液体、固体、純ガス等、その回収技術に依存しており、水素との反応によるメタノール合成など再利用の可否等多岐にわたるオプションが提案されている[Steinbergら, 1980]。本研究では、このなかで比較的電力消費量の少ないK₂CO₃水溶液吸収/ストリッピング法(アルカリ性のK₂CO₃水溶液に吸収させ、CO₂を低温分離し、吸収液は再生される。分離されたCO₂は、圧縮されて液化炭酸ガスあるいはドライアイス化され深海に捨てられる。)を検討対象技術として、処理に伴って発生するCO₂相当量を大気中から除去・回収するのに要する社会的費用の算出を試みた。ここでは、CO₂の回収過程までを評価した。

K₂CO₃水溶液吸収/ストリッピングの消費電力当りのCO₂除去・回収量は、大気中のCO₂を除去・回収する場合の文献値より1,133g/kWhと仮定した[Steinbergら, 1980]。また、理想的には、発電においてCO₂を発生しない水力、風力、太陽エネルギー発電等をCO₂の除去・回収のための電力生成に使うべきであるが、現実的な計算として、一般に供給されている電力を使うこととした。このため、除去・回収過程の電力消費においてもCO₂が当然発生するので、その発生量を1,133g/kWhから差し引いた値が単位産出電力当りの真の除去・回収量となる。

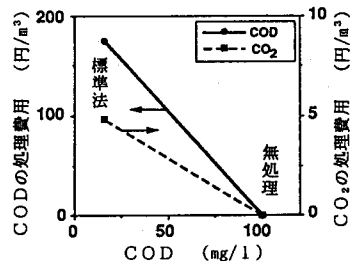


図-4 標準法によるCODとCO₂の処理費用

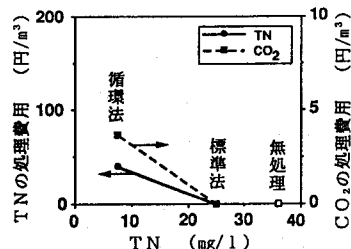


図-5 循環法によるTNとCO₂の処理費用

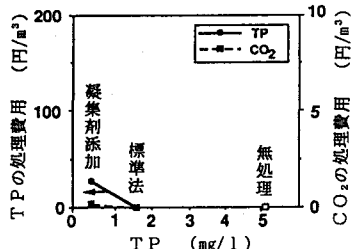


図-6 凝集剤添加によるTPとCO₂の処理費用

1988年度の日本におけるエネルギーの供給構造は、石油57.3%、石炭18.1%、天然ガス9.6%、原子力9.0%、水力4.7%、地熱0.1%、新エネルギー1.3%である[朝日新聞社, 1991]。このうち、CO₂を発生させる燃料は石油、石炭、天然ガスとした。石油、石炭、天然ガスの電力産出当りのCO₂発生量はそれぞれ、石油：503g/kWh、石炭：809g/kWh、天然ガス：423g/kWhである[朝日新聞社, 1991]。よって、日本の単位産出電力当りのCO₂発生量は、

$$503 \times 0.573 + 809 \times 0.181 + 423 \times 0.096 = 476 \text{ g/kWh}$$

となる。よって、K₂CO₃水溶液吸収/ストリッピングの消費電力当りの真のCO₂除去・回収量は、
1133 - 476 = 657 g/kWh
となる。

処理方式別消費電力は前報の研究で得られている[楠田ら, 1992]。これらに日本の単位産出電力当りのCO₂発生量476g/kWhを乗ずることによって、処理方式別のCO₂発生量が得られる。さらにその発生量を消費電力当りのCO₂除去・回収量657g/kWhで除することによって除去・回収の消費電力が求められる。この消費電力に要する費用がCO₂放出の社会的費用となる。以上の結果を表-3に示す。電気料金は、4,433円/200kWhとした[朝日新聞社, 1991]。なお表-3には、近年、その導入の必要性が提唱されている炭素税との比較を目的として、炭素税単価を20,000円/トン・CO₂に仮定したときのCO₂発生量に対応した炭素税を付記している。この税額と社会的費用としての電力費では後者の方が高く、この炭素税単価の場合、炭素税は社会的費用よりも低く設定されていることになる。

表-3の結果を基に、COD、TN、TPそれぞれの水質項目とCO₂の除去・回収費用の関係を示したものが図-4、5、6の破線である。このようにCO₂放出の社会的費用を水質と関連づけることができる。ただし、CO₂の場合、目標値が発生量0で、処理が高度になるほどCO₂発生量が高くなるので、実際の処理水までに要する電力に応じて発生するCO₂の除去・回収費用としてCO₂放出の社会的費用が推定される。

これらの図より、CO₂の除去・回収費用をそれぞれの検討水質項目の除去量で除することによって水質除去原単位当りのCO₂除去・回収費用が、それぞれ0.053(円/m³)/(1CODmg/l)、0.211(円/m³)/(1TNmg/l)、0.134(円/m³)/(1TPmg/l)、と求められた。よって、CO₂放出の社会的費用は式(2)で推定される。

$$Y = 0.053 \times (100 - C) + 0.211 \times (25 - N) + 0.134 \times (1.7 - P) \cdots (2)$$

これより、CO₂放出の社会的費用はそれぞれ、標準法：4.42円/m³、循環法：8.11円/m³、凝集剤添加：4.58円/m³、循環法+凝集剤添加：8.27円/m³となる。無処理(集水のみ)では電力消費がないので0円/m³である。

4.2.2 亜酸化窒素放出の社会的費用

下水処理において、アンモニア性窒素が含まれている二次処理水を塩素処理すると、塩素処理しない場合に比較して、溶存N₂O濃度が約500倍高くなることが、Ciceroneら[1978]によって報告されている。また、Kaplanら[1978]も下水処理場からの放流口の下流で高濃度のN₂Oを検出している。これらのことより、ここではN₂Oを発生させない代替プロセスを導入するのに要する費用をN₂O放出の社会的費用とする。考えられる代替プロセスとしては、

- ・処理水中にアンモニア性窒素が残留しない循環法
 - ・塩素処理の代替処理としての紫外線殺菌あるいはオゾン殺菌
- が考えられる。

表-3 処理方式別CO₂の発生量と除去・回収費用

処理方式	消費電力** (kWh/m ³)	CO ₂ 発生量 (g/m ³)	除去回収電力 (kWh/m ³)	電力費 (円/m ³)	炭素税 (円/m ³)
無処理	0	0	0	0	0
標準法	0.275	131	0.20	4.42	2.62
循環法*	0.23	109	0.17	3.69	2.18
凝集剤添加*	0.01	5	0.01	0.16	0.1
循環法+凝集剤添加*	0.24	114	0.17	3.85	2.28

*消費電力は、標準法に追加すべき値である。

**消費電力値には、汚泥処理「重力濃縮-直接脱水」の消費電力を含む。
炭素税単価は、20,000円/トン・CO₂とした。

N₂O放出の社会的費用を処理方式別に考慮すると、循環法および循環法+凝集剤添加に関しては、完全硝化により処理水中にアンモニア性窒素が存在しないとすれば、社会的費用は0円である。標準法、標準法+凝集剤添加に関しては、塩素処理に換えて、紫外線殺菌あるいはオゾン殺菌を導入・運転するのに要する費用と塩素処理における費用の差額が社会的費用となる。ただし、現在得られている報告例によると、これらの処理費用はスケールメリットにより逆転することもあり、また、その処理水単位体積あたりの建設費と維持管理費を含めた処理費は、1円/m³前後である。このため、N₂O窒素放出の社会的費用は、CO₂放出の社会的費用よりさらに小さく、水質悪化の社会的費用と比較すれば無視して差し支えないことが分かる。

4.2.3 汚泥処理処分に伴う温暖化ガス放出の社会的費用

表-1に示した費用関数では、汚泥処理は脱水までとなっているので、本項で検討する汚泥焼却に伴うCO₂放出の社会的費用は、使用した費用関数との不整合を避けるため、次項の下水処理に関わる全体の社会的費用の評価には加えられないが、これを検討した。

消化過程で発生するメタンを燃焼させることを考え、消化プロセスの経由の如何に関わらず最終的に汚泥焼却を行なうのなら、排出される温暖化ガスはCO₂である。また、焼却により発生するCO₂量は、処理水量1m³当たり汚泥の燃焼により90g/m³、焼却燃料より約60g/m³が推定でき、合計約150g/m³となる。この値に関して表-3と同じ計算を行えば、汚泥焼却により発生するCO₂の社会的費用として約5円/m³を推定できる。

一方、最終処分が脱水汚泥の嫌気性埋立の場合、嫌気性反応により最終的なガスはおおよその割合でメタン65~70%、CO₂ 25~30%になると予想される。メタンは、CO₂より25倍も大きい温室効果をもつ。ただし埋立の場合、その嫌気性分解速度が非常に小さければ、カーボンフォレストと同様に炭素のシンクとしての役割を持たせることも可能であろう。この炭素の拘束期間としては、50~100年が一つの基準として提案されている[野崎, 1989][熊崎, 1992]。例えば、50年後に埋立時の90%の汚泥を保持しようとする、分解反応が一次反応であれば、分解速度定数として5×10⁻⁶/dayが求まる。この速度は下水汚泥の嫌気性消化における分解速度定数の約1/10,000である。このような分解速度の埋立が可能となれば、埋立による環境影響は別に考慮するとして、汚泥埋立は炭素のシンクとしての側面を持つことになる。

4.3 下水処理に関わる汚染の社会的費用と総合費用

本研究では、下水処理に関わる汚染の社会的費用を水質悪化の社会的費用と温暖化ガス放出の社会的費用の和であるとしている。そこでN₂O放出の社会的費用を無視すれば、CO₂を発生させない無処理の場合は式(1)で、それ以外の処理方式の場合は式(1)と式(2)の和である式(3)で、下水処理に関わる汚染の社会的費用 Y (円/m³)が求められる。

$$Y = 2.08 \times (C - 16) + 2.29 \times (N - 7.5) + 23.3 \times (P - 0.5) + 0.053 \times (100 - C) + 0.211 \times (25 - N) + 0.134 \times (1.7 - P) \cdot (3)$$

ここで、右辺の各項はそれぞれ次の各費用(円/m³)を示す。

- 第1項：COD放流の社会的費用
- 第2項：TN放流の社会的費用
- 第3項：TP放流の社会的費用
- 第4項：COD除去に伴うCO₂放出の社会的費用
- 第5項：TN除去に伴うCO₂放出の社会的費用
- 第6項：TP除去に伴うCO₂放出の社会的費用

C, N, P: それぞれ放流水のCOD, TN, TP濃度(mg/l)

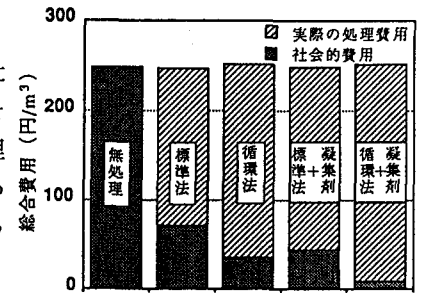


図-7 総合費用（実際の処理費用と社会的費用）

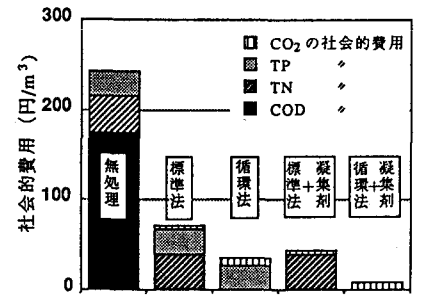


図-8 社会的費用の内訳

実際の処理費用と社会的費用を要素とする総合費用を図-7に、社会的費用の内訳を図-8に示す。これより、集水だけを行なって無処理で放流すると、実際の処理費用だけに着目すれば0円であり最も安価であるが、図-8に示すように環境への負荷を経済費用化した「社会的費用」で評価すると、COD、TN、TPそれぞれの未処理の放出による社会的費用が内在するため最も高くなる。また、社会的費用の内訳をみると、CO₂放出の社会的費用が他の費用に比べて著しく低い。これはCO₂放出の社会的費用には、K₂CO₃吸収/ストリッピング法の消費電力のみを考慮して、その他の維持管理費や建設費等が考慮されていないため、低く見積られたと考えられる。

5. 社会的費用算出についての検討

「予想的回復費」の概念に基づく社会的費用の推定法は、目標水質、実際の処理水質、および処理費用の関係(費用関数)が定められていれば、前述のように比較的容易に適用され得るし、客観的な結果を与える。しかし、定義から明らかなように、この場合の社会的費用は、目標値まで処理が行なわれるとしたときの費用をほとんど超えることがない。このことは、汚泥処理費を勘案したとしても、まったく同様である。植田ら[1991]は、「予想的回復費」は公害による経済的損失がこれ以下ではあり得ないという評価額としては最小の被害額であるとしている。評価額が最小になるか否かは、目標とする環境の質に依存するので、理論的に最小とはいえないが、環境を保全しようとするインセンティブを与えるには、過去の公害に関わる被害額からみて低額すぎるといえる。

一方、「予想的被害」の概念に基づく社会的費用の推定法は、一般論として適用が容易ではない。無処理あるいは不完全な処理水の放流による水質汚濁被害のうち、ある種の農業被害や漁業被害では、被害態様を想定することにより、被害額を推定できるものもある。しかしながら、生態系のある部分に連鎖的な影響の結果として与える被害等については、事前に明確にできないものが多い。一度、被害を経験すれば、因果関係が明らかになり、被害を現実的なものとして見積もることができるようになることから、常に、発生してはならない被害を経験する必要に迫られるという矛盾を抱えている。環境保全の上でこの矛盾をなくするには、ある種の予想される被害*i*の生起確率を*p_i*、被害金額を*M_i*として、被害総額(リスク)*R*を

$$R = \sum_i p_i \cdot M_i \cdots (4)$$

とし、さらに被害総額を効用*U*に

$$U = f(R) \cdots (5)$$

として変換し、*U*をおおよその値でも提示する必要がある。*p_i*や*M_i*の推定にはいずれも不確定さがつきまとうが、

予想的被害額 >> 予想的回復費

となるようにして、環境保全行為に対するインセンティブを与えることができれば、現実の問題の解決にはなり得ると思われる。*f(R)*の関数形の決定には、*p_i*、*M_i*の決定以上の困難さがつきまとうが、*U=R*と仮定しても*p_i*、*M_i*に曖昧さがある状況では、差し支えないと思われる。

p_i、*M_i*、*f(R)*の決定方法の確立には、今後の研究を待たねばならないが、以上の方法を用いても未解決の問題が残されている。それは、住民の生命、精神的圧迫、貴重生物種の絶滅、失われた美観など貨幣価値的評価が極めて困難なものの取り扱いである。また、世代を経ての被害等、その評価方法について、検討を加えなければならない点が数多く残されている。

6. おわりに

本研究では、下水処理に関わる汚染の社会的費用を「予想的回復費の推定」の方法により推定するために必要となる社会的費用の検討項目と目標値設定の考え方を考察、提案した。また、この結果を基に下水処理に関わる汚染の社会的費用の推定法を例示した。例示された結果からは、以下の点が指摘できる。

- ・実際の処理費用と同じように環境への負荷、あるいは環境の価値という評価項目を「社会的費用」として経済費用化できる。この社会的費用と実際の処理費用によって、より多面的に下水処理方式の評価、議論を行なうことができると考えられる。
- ・水質と処理費用の関係を求めるにあたって、各水質毎の処理費用を累積して水質と処理費用の関係を求める方法を提案した。この方法によれば社会的費用の内訳が明示できるので、処理プロセスの選択とそれが社会的費用に及ぼす影響を容易に認識することが可能である。
- ・「予想的回復費の推定」によれば、温暖化ガス放出の社会的費用は、水質悪化の社会的費用と比較すれば無視して差し支えない額である。

なお、「予想的回復費の推定」によれば、集水のみを行なって、無処理で放流すると環境に最も負荷を与えるということを認識できる。また、この方法で求められた社会的費用は、「環境を汚染しないために要する費用」であり、経済的損失がこれ以下ではあり得ないといふかなり低い額であるので、実際に汚染された状態を原状に戻すのに要する費用、あるいは、「予想的被害の推定」の方法による費用は確実にこれより高くなることを考えねばならない。

今後の社会基盤施設の機能は、利便性、快適性、安全性等の他に、本論文で例示したように地球温暖化や地域環境へのネガティブな寄与率の低いこと等、環境への影響度という新たな指標を加えて評価される必要があると考える。このことにより、環境とよりよい関係を保ちつつ本来の目的を達成できる社会基盤施設の在り方の議論が可能になると考えられる。

〔参考文献〕

- 朝日新聞社(1991)：朝日年鑑1991年度版。
- 植田和弘，落合仁司，北畠佳房，寺西俊一(1991)：環境経済学，有斐閣ブックス，pp. 95-96。
- 浮田正夫，中西 弘，関根雅彦，城田久岳(1992)：低密度地域の生活排水処理方式の選択に関する考察，環境システム研究，Vol. 20，pp. 9-17。
- 楠田哲也，森山克美(1992)：エネルギーと経済費用見積による下水道の評価，環境システム研究，Vol. 20，pp. 270-279。
- 熊崎 実(1992)：熱帯における炭素吸収植林の可能性と限界，環境研究，NO. 86，pp. 125-134(財団法人-環境調査センター発行)。
- 日本下水道協会(1990)：流域別下水道整備総合計画調査，解説と指針，p. 81。
- 野崎 健(1989)：炭酸ガス処理に要するエネルギーと炭酸ガス拘束期間に着目した炭酸ガス固定化技術，地球温暖化対策としての環境調和型技術とその評価に関するセミナー報告，pp. 43-57(国立公害研究所発行)。
- Cicerone, R. J., Shetter, J. D. and Liu, S. C. (1978)：Nitrous oxide in Michigan waters and in U.S. municipal waters, Geophysical Research Letters, Vol. 5, NO. 3, pp. 173-176。
- Kaplan, W. A., Elkins, J. W., Kolb, C. E., McElroy, M. B., Wofsy, S. C. and Duran, A. P. (1978)：Nitrous oxide in fresh water systems, an estimate for the yield of atmospheric N_2O associated with disposal of human waste, Pure and Applied Geophysics, Vol. 116, NO. 2/3, pp. 423-438。
- Steinberg, M., Albanese, A. S. and Dang, Vi-Duong (1980)：Environmental control technology for carbon dioxide, The American Institute of Chemical Engineers, Symposium Series, Vol. 76, No. 196, pp. 154-171。